

어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수 (Index of Biological Integrity, IBI) 평가

염동혁 · 안광국 · 홍영표¹ · 이성규

(한국화학연구소 환경독성연구팀, ¹국립중앙과학관 자연사연구실)

(2000년 5월 18일 접수, 2000년 6월 20일 채택)

적 요 - 어류군집을 이용한 생물보전지수 (Index of Biological Integrity, IBI)와 서식지 평가지수 (Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)를 적용하여 금호강의 수서 생태계를 평가하였다. 총체적으로 금호강의 IBI 값은 13~37 범위에 있었으며, 연 평균값은 23 (n=25, Std. error=1.16)으로서 Karr (1981)와 U.S. EPA (1993) 기준에 따르면 "Poor" 또는 "Very Poor" 상태로 판명되었다. 평균 IBI 값은 하천의 고도구배를 따라서 0.22 km^{-1} ($r^2=0.91, p<0.05$)로 감소하였다. 하류지역의 IBI 값의 감소는 여울 저서성 어류 및 식충성 어류의 감소와 함께 내성종, 비정상 어류 및 외래 어류의 증가 때문으로 판명되었다. IBI 값의 공간적 양상은 평균 어종 수와 1차 함수관계 ($r^2=0.998, p<0.001$)를 보인 QHEI와 동일한 양상을 보였다. 수 환경내 conservative ion 변화의 척도로서 측정된 전기전도도와 pH 값에 따르면, 금호강은 여름동안의 장마 및 수계로부터 표층수 유입으로 인해 30%까지 희석되었으며, 이런 결과는 장마기간 동안 강물의 물리적, 화학적 불안정성을 제시하였으며, 장마기간 및 장마 후의 IBI 값을 비교해 보면 장마 전에 비해 20% 이상 감소하였다. 총체적으로 하천의 물리적 교란 전(장마 전), 서식지 평가지수는 잡식성 어종의 상대 풍부도와 역상관 관계 ($r=0.99, p<0.0001$)를 보인 반면에 육식성 어종과는 정상관 관계 ($r=0.87, p=0.05$)를 보였다. 결론적으로 서식지의 공간적 질적 저하는 영양구조 체제에 변동을 초래하였고, 이런 기능적 변화는 결국 IBI 값의 감소를 초래하였다.

서 론

산업화와 도시화에 따른 화학물질 및 영양염류의 수계로의 빈번한 유입은 수자원을 질적으로 악화시켰다 (김 등 1989; 이와 박 1991; 정 등 1997). 환경 평가자들은 급속도로 악화되는 수중 생태계 오염을 파악하기 위한 일환으로서 화학적 모니터링을 이용해 왔다 (U.S. EPA 1991). 그러나 Judy *et al.* (1984)에 따르면, 수질악화는 화학적 오염뿐만 아니라 유로변경 및 유량변동, 물리적 하상구조의 변경 등에 의해 크게 손상되기 때문에, 단순 화학적 평가만으로는 수계내의 총체적 건강 상태를 진단 할 수 없다 (Karr 1981; Karr *et al.* 1986). 또한 기존의 생물학적 모니터링을 이용한 평가는 많은 시간과 경비가 소요되었고, 해석의 모호성 때문에 수질평가에서 종종 무시되어 온 것이 사실이다 (Loftis *et al.* 1983; U.S. EPA 1985). 이러한 단점을 보완하기 위해 미국의 환경청에서는 수자원 평가를 위한 도구로서 어류를 이

용한 생물지표도 (biological criteria)를 도입하였다 (U.S. EPA 1988; Van Putten 1989).

1981년 IBI (Index of Biotic Integrity)의 개념이 도입된 이래, 미국에서는 지역 및 그 지역의 생태적 특성을 고려한 IBI 수정작업이 1986년까지 12개 주 정부에서 실행되었으며 (Karr *et al.* 1986), 그 후 4년 뒤인 1991년에는 이미 35개 이상의 주 정부 (Karr & Dionne 1991)에서 채택되어 하천 평가에 실효를 거두고 있다. 이에 미국의 환경청에서는 하천에 서식하는 어류군집 조사시 정량화된 채집방법 (Ohio EPA 1987)과 하천의 하상구조와 형태학적 특징 등을 이용한 서식지 평가기법 (Habitat Quality Assessment; U.S. EPA 1983) 등을 제시하고 있으며, 이를 근간으로 한 어류의 서식환경 평가를 위해 IBI를 핵심도구로 채택하고 있다. 최근 Rabeni *et al.* (1997)의 회귀분석 결과에 따르면, IBI 값은 서식지의 질적감소에 따라 감소하는 경향을 보였다. 이런 IBI의 적용은 미국 이외에 프랑스 (Oberdorff & Hughes 1992; Oberdorff & Porcher 1994), 아프리카의 기니아 (Hugu-

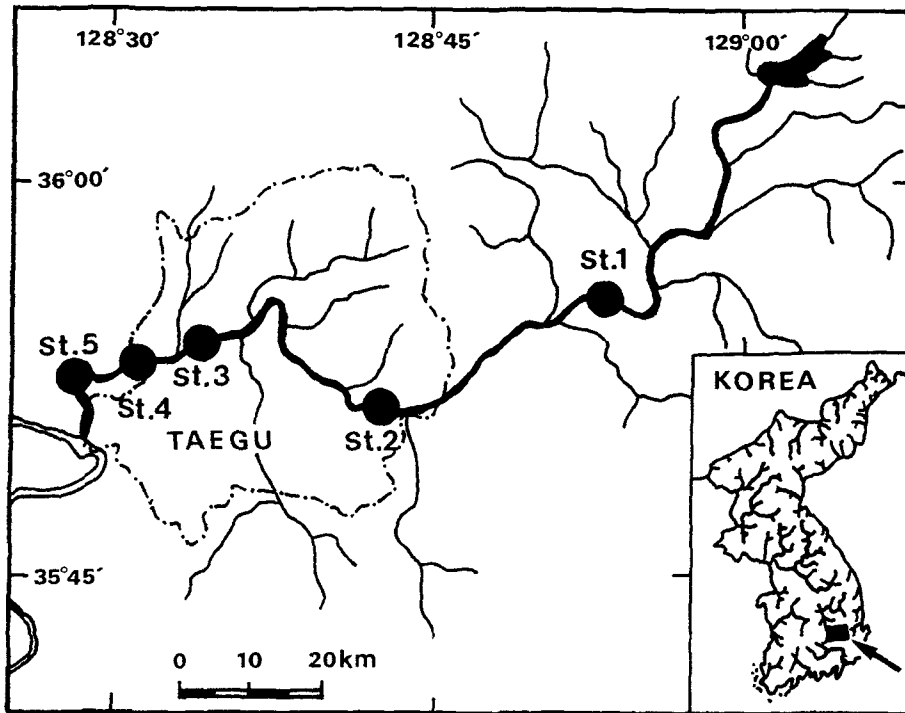


Fig. 1. Map of Keum-Ho River showing sampling sites.

ency *et al.* 1996)와 나미비아(Hocutte *et al.* 1994), 인도(Ganasan & Hughes 1998), 남미의 베네주엘라(Gutierrez 1994), 호주(Harris 1995) 및 일본(Kozumi & Matsumiya 1997) 등에서 활발히 진행되고 있다.

IBI를 이용한 어류의 서식환경 평가의 기본목표는 환경 스트레스에 의해 어류의 분포양상, 내성 및 수직적 영양구조가 어떻게 반응하는 지를 정량화하여 질적으로 저하되어 가는 하천 생태계를 복원하는데 있으며(Karr 1981; Yoder & Smith 1999), 기존의 생물학적 모니터링의 단점을 보완한 cost-effective 방식(Ohio EPA 1987; Karr & Dionne 1991)으로 수중 생태계 변화를 정량화할 수 있다는 점(Karr 1981; Karr *et al.* 1986)에서 수 환경 평가에 이용되고 있다.

지난 1930년대 이래로부터 많은 한국의 육수학자 및 생태학자들에 의해 조사된 방대한 어류조사 자료들에도 불구하고, 이들 자료를 이용한 어류의 서식환경 평가는 미비한 상태에 있다. 그러므로 본 연구에서는 Karr (1981)가 제시한 12개의 항목(metrics) 중에서 우리나라에 적용이 가능한 11개의 항목을 설정하여 IBI 평가기법 확립함과 동시에 IBI를 사용하여 금호강의 어류 서식환경을 평가하고자 하였다. 또한 이를 기반으로 얻어진 IBI 값이 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHED)와 어떤 관계가 있는지를 설명하고자 하였다.

재료 및 방법

정량화된 어류 채집법(Ohio EPA 1989)을 이용하여 조사지점별, 계절별 생물보전지수(IBI)를 산정하였으며, 얻어진 값은 이화학적 특성 및 서식지 평가지수와 비교 분석을 하였다. 생물보전지수는 한국의 지역적 특성에 맞게 수정한 11개 항목으로부터 합산된 값으로 표현되었고, 금호강의 수서환경은 5개 등급(Karr 1981)으로 평가하였다. 본 연구를 수행하기 위하여 사용된 어류조사, 서식지 평가 및 IBI 조사방법은 다음과 같다.

1. 조사대상 지역 및 시기

본 연구는 금호강을 대상으로 1999년 6월부터 11월까지 월 1회 조사하였으며, 조사지점의 선정은 하천 서식지 평가법(U.S. EPA 1983; Bartholow 1989; Plafkin *et al.* 1989)에 의거하여 다음과 같이 5개 조사지점을 선정하였다(Fig. 1).

- St. 1: 경북 영천시 금호읍 덕성리 금창교
- St. 2: 대구광역시 동구 신기동 남천 합류점 하류
- St. 3: 대구광역시 북구 노곡동 팔달교
- St. 4: 대구광역시 서구 상리동 금호대교
- St. 5: 경북 달성군 다사면 매곡리 세천교 상류

2. 조사 내용 및 방법

1) 어류 조사 및 이화학적 특성

어류채집은 IBI (Index of Biological Integrity) 작성을 위해 Wading method (Ohio EPA 1989)를 따랐다. 어류채집은 정량화된 Catch per unit of effort (CPUE)를 위해 채집거리 (distance sampled)는 200 m, 채집시간은 50분 정도를 소요하였다 (Ohio EPA 1989). 어류채집은 Ohio EPA (1989)에서 제시된 밧테리 또는 발전기 사용이 불가능하여 투망(망목 : 5 × 5 mm)을 이용하였다. 채집된 어류는 가능한 현장에서 동정 및 분류를 한 후, 다시 놓아주었으며, 현장에서 분류가 불가능한 종에 대해서만 10% 포르말린 용액에 고정된 후 동정 및 분류를 하였다 (정 1977; 최 등 1990). 또한 여름장마에 의한 수 환경의 화학적 안정성의 여부를 알아보기 위하여 현장에서 전기 전도도 (conductivity) 및 수소이온농도 (pH)를 측정하였다.

2) 서식지 평가 (Habitat Evaluation)

금호강 서식지 분석은 Plafkin *et al.* (1989)에 의해 도입된 Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI)를 이용하였다. 변수 선정은 널리 인용 되어온 자료검색 (U.S. EPA 1983; Hamilton & Bergersen 1984; Lafferty 1987; Bartholow 1989)에 의거하였으며, 각 변수는 "Optimal", "Sub-optimal", "Marginal" 및 "Poor"로 구분하였으며, 각 등급에 대한 기준은 U.S. EPA (1993)에 의거하였다. 조사 지점별 서식지 평가는 7개 변수로부터 얻어진 합을 이용하여, "Comparable to Reference (>90%)", "Supporting (75~89%; score: 82~98)", "Partially Support (60~74%; 66~81)" 및 "Non-support (<59%)" 상태로 대별하였다.

3) 생물보전지수 (IBI) 평가

본 조사에서는 IBI 값을 산정하기 위하여 Karr (1981)가 제시한 12개의 항목 (metrics) 중에서 한국의 지역적 특성에 맞게 수정하여 11개의 항목을 사용하였다. 어종의 풍부도 및 구성 (species richness and composition), 영양단계 구조 (trophic composition)와 개체군 풍부도 및 상태 (individual abundance and condition)로 대별된 각 조사항목에 대한 "5", "3", "1"의 점수분류 (scoring category) 및 기준 선정은 하천의 크기와 지역적 특성에 따라 어류의 군집구조가 변하기 때문에 U.S. EPA (1993)의 방법에 의거하여 최대 종 풍부도 선 (maximum species richness line)을 구하여 사용하였다 (Table 1; Fig. 2). 본 연구에서 사용된 최대 종 풍부도 선 (U.S. EPA 1993)은 금호강 유역의 하천 차수 (stream order)에 대하여 1983~1989 사이에 이루어진 금호강 분류 및 지류의 어류상 조사자료 (홍영표 미발표자료)와 1990년에 이루어진 금호강 어류상 조사자료 (양과 채 1994)를 이용하여 구하였다. 각 어류에 대한 서식지 분류 (habitat guild)는 riffle benthic species, pool benthic species 및 water column species로 구분하였으며 (U.S. EPA 1993), 식성 및 서식지 특성은 김과 강 (1993), 교육부 (1997), 최 (1994), 송과 권 (1993), 최 (1989) 및 김 (1995)에 의거하여 분류하였다. 본 연구 조사에서 사용된 각각의 조사항목에 대한 내용은 다음과 같다.

(1) 어종의 풍부도 및 구성 (species richness and composition)

(항목 1) 토착어종 총 수 (total number of native fish species) : 본 항목에 대한 금호강의 최대 종 풍부도 선은 Fig. 2A와 같으며, "5", "3", "1"의 scoring category는 각각 15~27, 7~14와 0~6종으로 구분되었다.

Table 1. Fish community metrics, scoring criteria, and class boundaries for the index of biological integrity (IBI) in Keum-Ho River

Category	Metrics	Scoring criteria		
		5	3	1
Species composition	1. Total number of native fish species			
	2. Number of riffle benthic species	> 67%	33~67%	< 33%
	3. Number of water column species			
	4. Number of sensitive species			
	5. Proportion of individuals as tolerant species	< 5%	5~20%	> 20%
Trophic composition	6. Proportion of individuals as omnivores	< 20%	20~45%	> 45%
	7. Proportion of individuals as native insectivores	> 45%	20~45%	< 20%
	8. Proportion of individuals as native carnivores	> 5%	1~5%	< 1%
Fish abundance and condition in sample	9. Total number of individuals	> 67%	33~67%	< 33%
	10. Proportion of individuals as exotics	0	0~1%	> 1%
	11. Proportion of individuals with disease, tumors, fin damage and other anomalies	0	0~1%	> 1%

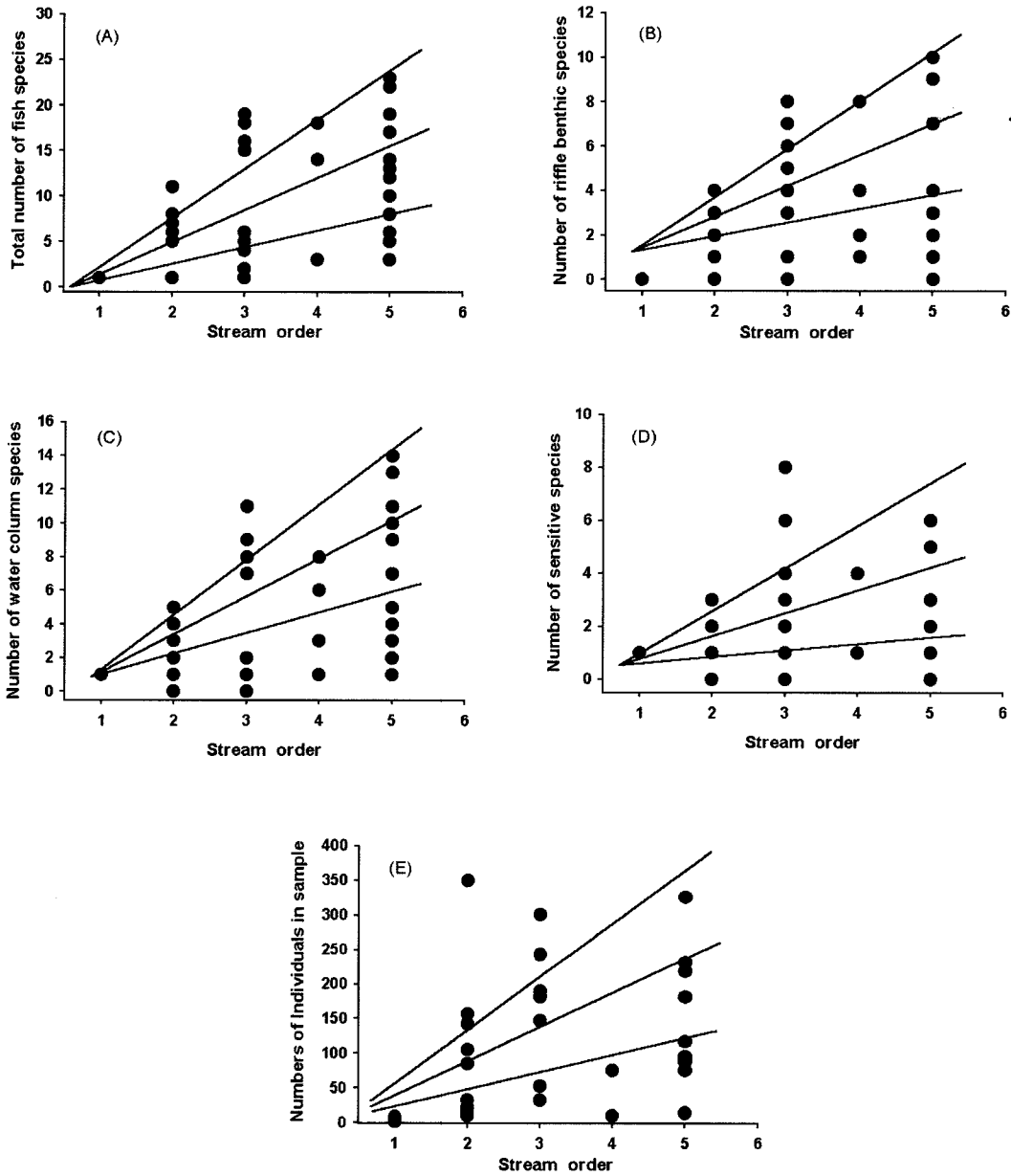


Fig. 2. Maximum species-richness line for total number of fish species (A), the number of riffle-benthic species (B), the number of water column species (C), the number of sensitive species (D) and total number of individuals (E) in sample against stream orders (n=44) in Keum-Ho River.

(항목 2) 여울성 저서어종 수(number of riffle benthic species) : Karr (1981)가 제시한 “number of darter species” 혹은 “number of cottidae”는 국내의 실정에는 적절하지 않아 Harris (1995)가 제시한 항목으로 대체하여 적용하였으며, score category “5”, “3”, “1”은 각각 7~11, 3~6, 0~2종으로 구분되었다(Fig. 2B).

(항목 3) 소의 수층에 서식하는 어종 수(number of water column species in pool) : Karr (1981)는 “number of sunfish species” 혹은 “number of pool species”를 제

시하였으나, 본 연구 조사에서는 Oberdorff와 Hughes (1992)가 제시한 항목으로 대체하였으며, score category “5”, “3”, “1”은 각각 10~14, 5~9, 0~4종으로 구분되었다(Fig. 2C). 그러나 수층에서 서식은 하지만, 먹이는 주로 저질에서 섭식하는 붕어와 잉어는 본 항목에서 배제하였다.

(항목 4) 민감한 어종 수(number of sensitive species) : U.S. EPA (1993)에 의거하여 내성종(tolerant species), 민감종(sensitive species), 중간종(intermediate species)

으로 구분하였으며, 어종 구분은 최 (1994), 교육부 (1997)와 최 (1989)의 기존 자료에 의거하였다. 본 조사 항목은 높은 부유물질로 인한 서식지의 하상구조 변경, 낮은 용존산소량, 수온 상승 및 독성 물질로 인해 종의 감소가 기대되는 특성을 살린 요소 (Karr 1981)로서 scoring category “5”, “3”, “1”는 각각 4~8, 2~3, 0~1점으로 구분하였다 (Fig. 2D).

(항목 5) 내성종의 개체수 퍼센트 (percent individuals as tolerant species): 본 조사에서 IBI에 이용된 내성종은 붕어 (*Carassius auratus*), 잉어 (*Cyprinus carpio*), 참붕어 (*Pseudorasbora parva*), 참몰개 (*Squalidus chank-aensis tsuchigae*), 피라미 (*Zacco platypus*) 등과 같은 수질 저하 및 오염에 상대풍부도가 증가하는 내성종 (최 1989; 최 등 1990; 김과 강 1993)을 이용하였다.

(2) 영양단계 구조 (trophic composition)

하천 생태계내 군집의 trophic dynamics 및 에너지 흐름관계를 평가하는 항목으로서 feed guild는 식충성 어종 (insectivore), 초식성 어종 (herbivore), 잡식성 어종 (omnivore) 및 육식성 어종 (carnivore 또는 piscivore)로 대별되었다. 각 guild 특성의 정의는 U.S. EPA (1991)에 의거하였고, 국내 어종의 각 Category 구분은 최 (1994), 교육부 (1997)와 최 (1989)의 문헌들에 의거하였다.

(항목 6) 토착 잡식어종의 개체수 비율 (proportion of individuals as native omnivores): 동식물을 구분하지 않고 섭식하는 종으로 정의 (Ohio EPA 1989)되는 항목으로, 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 따라 잡식성 어종의 풍부도는 증가한다.

(항목 7) 토착 식충성 어종의 개체수 비율 (proportion of individuals as native insectivore): 수중 무척추동물물을 섭식하는 어종으로서, 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 따라 식충성어류 (insectivore)의 풍부도는 감소한다 (Ohio EPA 1989).

(항목 8) 토착 육식성 어종의 개체수 비율 (proportion of individuals as native carnivores): 본 항목은 주로 어류를 잡아먹는 육식종으로서, 서식지의 질적 하강에 따라 풍부도가 감소하는 특성을 보인다 (Ohio EPA 1989).

(3) 개체군 풍부도 및 상태 (individual abundance and condition)

어류 개체군의 풍부도 및 건강상태를 판정하는 항목들로서, Karr (1981)가 제시한 “교잡종 개체수 비율” (percent of individuals as hybrid species)은 “도입종 개체수 비율” (percent of individuals as exotics)로 대체하였다.

(항목 9) 채집된 총 개체 수 (total number of individuals in samples): 개체군의 풍부도를 평가하는 항목으

Table 2. Modified score interpretation for IBI values (after Karr 1981) in Keum-Ho River

IBI	Integrity Class	Characteristics
53~55	Excellent	Comparable to pristine conditions, exceptional assemblage of species.
43~47	Good	Decreased species richness, intolerant species in particular; Sensitive species present
35~39	Fair	Intolerant and sensitive species absent; skewed trophic structure
23~29	Poor	Top carnivores and many expected species absent or rare; omnivores and tolerant species dominant
8~17	Very Poor	Few species and individuals present; tolerant species dominant; diseased fish frequent

로 (U.S. EPA 1991), 채집된 어류의 개체수를 과거의 어류상 조사 결과를 기초로 최대 종 풍부도 선을 구하였다 (Fig. 2E).

(항목 10) 도입종 개체수 비율 (proportion of individuals as exotic species): 환경의 질적 저하에 따라 도입종의 상대 풍부도는 감소하는 항목으로 U.S. EPA (1991) 기준을 적용하였다.

(항목 11) 비 정상종의 개체수 비율 (proportion of individuals with anomalies): 어류의 건강상태를 대표하는 항목으로, 본 조사에서는 Sanders *et al.* (1999)의 방법에 따라 DELT 비정상성 (Deformity, Erosion, Lesion 및 Tumor)은 4 부류로 구분하였다.

(4) 보전지수의 등급 (integrity class)

각 조사지점의 보전지수의 등급은 11개 조사항목의 점수를 합산하여 Excellent, Good, Fair, Poor 및 Very Poor 등 5개 범주로 구분하여 평가하였다 (Table 2; Karr 1981).

4) 통계처리 방법

본 연구에서 사용된 상관관계 분석, 회귀분석 및 t-검정은 SYSTAT 7.0 (Wilkinson 1997) 프로그램을 이용하였다.

결 과

1. 서식지 상태 (Habitat condition)

금호강의 질적 서식지 평가지수 (Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)는 상류로부터 하류의 고도 구

Table 3. Regression analyses of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) values (a) and annual mean IBI scores (b) against the distance (km) from the headwaters in Keum-Ho River

(a) Regression analysis of QHEI against the distance

Dependent variables (HQEI values)	(n = 5)	R-squared = 0.81		
Variable coefficient	Std. Error	t	P (two tailed)	
Constant = 112.9	12.72	8.87	0.003	
Distance = -0.70	0.19	-3.60	0.036	

(b) Regression analysis of IBI scores against the distance

Dependent variables (IBI values)	(n = 5)	R-squared = 0.91		
Variable coefficient	Std. Error	t	P (two tailed)	
Constant = 35.7	2.83	12.6	0.001	
Distance = -0.22	0.04	-5.02	0.015	

Table 4. Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at five sampling sites in Keum-Ho River

Habitat Parameter	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
1. Bottom substrate/ Instream structure	18	18	13	13	10
2. Embeddedness	18	18	13	17	10
3. Velocity/Depth regime	13	18	18	8	9
4. Canopy cover (shading)	8	8	2	2	1
5. Channel Alteration	10	13	10	10	9
6. Bottom scoring & Deposition	13	13	10	6	5
7. Pool/Riffle, Run/Bend ration	10	13	6	2	1
Total score	90	83	72	58	45

배를 따라 0.22 km⁻¹율로 감소하였다($r^2=0.81$, $p<0.05$; Table 3). 변수들 중에서 pool/riffle, run/bend ratios는 “Optimal”로 부터 “Poor” (15~11) 상태로 서식지의 질적평가는 빠른 하강을 보였으며, bottom substrate/instream structure, embeddedness, velocity/depth regime, 및 bottom scoring/deposition은 “Optimal” 상태에서부터 “Marginal” 상태로의 질적 저하를 보였다(Table 3). 반면에 canopy cover 및 channel alternation은 조사지점 별 큰 변화를 보이지 않았다. 7개 변수의 합으로부터 얻어진 QHEI 값은 상류지역(St. 1, St. 2)의 경우 90으로서 U.S. EPA (1993)기준에 의하면, 수중생물 서식에 적합한 서식지 상태(supporting)를 보였으나, 하류(St. 4, St. 5)의 경우 QHEI 값은 45로서 부적절한 서식지(non-supporting)로 판명되었다(Table 4).

2. 이화학적 이온상태

조사기간 중 전기전도도(conductivity)는 191~997 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 범위에 있었으며, 뚜렷한 시·공간적 양상을 보였

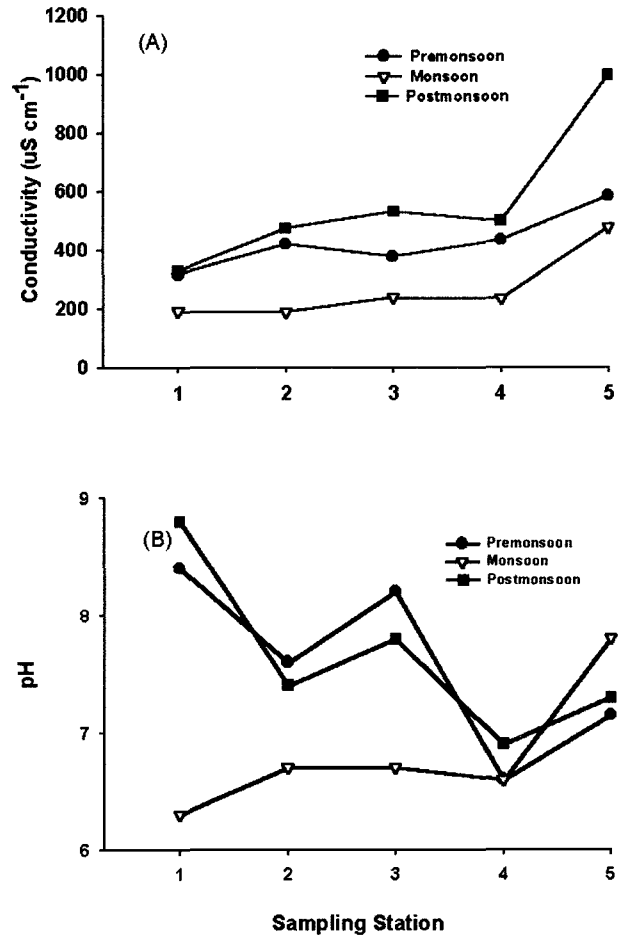


Fig. 3. Spatial and temporal changes in conductivity (A) and pH (B).

다(Fig. 3). 계절적 시점에서 장마 시작전(premonsoon) 평균값은 426 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 였으나, 장마중(monsoon) 값은 265 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로서 38% 감소를 보였다. Bonferoni paired t-test 결과, 장마전(premonsoon)과 장마기간(monsoon) 사이에 전기전도도는 95% 신뢰구간에서 유의한 차이($t=6.72$, $p>0.05$)를 보였다. 이런 결과에 따르면, 강물은 여름강우에 의해 30% 이상 희석되어, 뚜렷한 수화학적 특성에 변화를 가져왔음을 의미한다. 그러나 장마 후 유량의 감소에 따라 평균 전기전도도는 566 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로서 장마기간보다 50% 이상 증가하였다. 지점별 평균값은 하류역(St. 4, St. 5)이 상류역(St. 1, St. 2)보다 40% 이상 높았다(Fig. 3A).

pH는 계절 및 조사지점에 따라 6.6에서 8.8까지 변화를 보였다(Fig. 3B). 장마전, 중, 후의 평균 pH는 각각 7.6, 6.8 및 7.7로서 장마 기간 중 뚜렷한 감소를 보였다. 특히, 장마기간 중 St. 1~St. 3 지점의 상류역은 7 이하의 pH로 장마 전에 비해 큰 차이를 보인 반면에, 하류

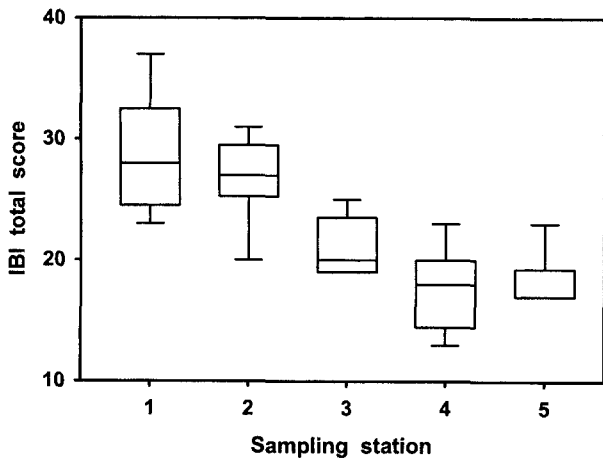


Fig. 4. Spatial variation of the "Index of Biological Integrity (IBI)".

역 (St. 4, St. 5)은 미약한 변화를 보였다(Fig. 3B). 장마 후 평균 pH는 장마전과 유의한 차이를 보이지 않았다 ($t=-0.33, p>0.05$).

3. 어류조사 결과 및 IBI 값의 공간적변화

금호강의 어류조사 결과, 식충성 어류는 채집된 어류의 15% 이하를 차지하였으며, 최하류(St. 5)에서는 이보다 감소하여 6% 이하를 나타냈다. 또한 육식성 어류의 상대 풍부도는 평균 9%로서 낮게 나타났으며, 특히 하류지역인 St. 3, St. 4, St. 5에서는 육식성 어류는 대부분 채집되지 않았다. 이에 반해서 잡식성 어류는 전체 feed guild 중 평균 30% 이상(범위 : 9~76%)을 차지하였다.

본 조사 결과, 총 개체수는 최상류(평균=82개체/catch per unit effort (CPUE); 범위: 41~164)로 부터 하류(평균 82개체/CPUE; 21~80)로 갈수록 평균 개체수가 감소하는 경향을 보였다. 이와 같은 결과는 과거의 어류상 조사 결과에 기반을 둔 분석자료(Fig. 2E)와 비교해 볼 때, 반대되는 경향을 나타냈다. 금호강 상류지점(St. 1)에서는 도입종이 출현하지 않았으나, St. 2, St. 3, St. 4와 St. 5지점에서는 도입종의 상대풍부도가 27%까지 증가하였다. 또한 St. 1과 St. 2지점에서는 어류 외형에 이상을 보인 개체군의 상대 풍부도는 3% 이하를 보인 반면에, St. 4지점에서는 15%까지 증가하였다. 비정상적인 증상을 나타낸 주요 어종은 붕어(*Carassius auratus*), 잉어(*Cyprinus carpio*) 및 베스(*Micropterus salmoides*)로서, 체형기형 및 출혈을 동반하였다.

각 조사 지점별 평균 IBI 값은 1지점부터 5지점으로 갈수록 점진적인 감소를 보였다(Fig. 4). IBI 값을 이용한 조사지점별 cluster analysis에 의하면, St. 1, St. 2지점은

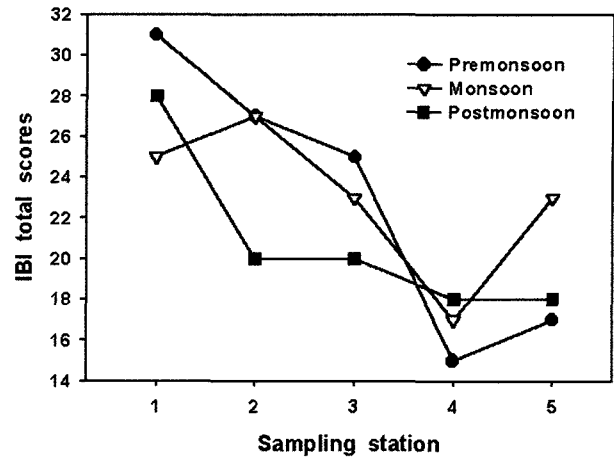


Fig. 5. Seasonal changes in the IBI values.

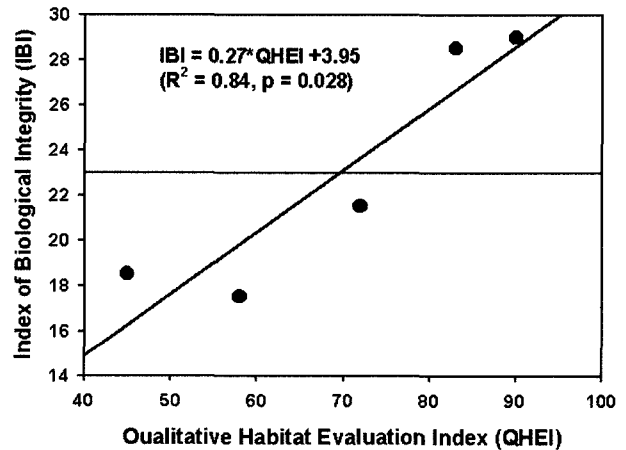


Fig. 6. Regression analysis of annual mean "Index of Biotic Integrity (IBI; n=5)" against the Quantitative Habitat Evaluation Index (QHEI).

St. 3, St. 4, St. 5와 유의한 차이를 보이는 그룹으로 구분되었으며 (similarity coefficient > 0.80, $p < 0.001$), Bonferroni Paired t-test 결과와 동일한 결과($t=5.186, p < 0.05$)를 보였다. 본 조사 시기 중 IBI 값에 근거한 "Excellent"와 "Good condition"은 어느 지점에서도 관측되지 않았으며, 조사지점의 70% 이상이 "Poor" 혹은 "Very Poor"로 판명되었다. Table 2에서 보듯이, IBI 값은 금호강 상류로부터 거리에 따라 0.22 km^{-1} 율로 감소하였다 ($r^2=0.91, p < 0.05$).

4. IBI 값의 계절적 변화

IBI 값은 아시아 몬순에 의해 직접적인 영향을 받았다. 조사지점 중 최 상류에서는 19%가 감소하였으며, 장마 후 St. 1, St. 3, St. 4 지점에서 뚜렷한 감소를 보여주

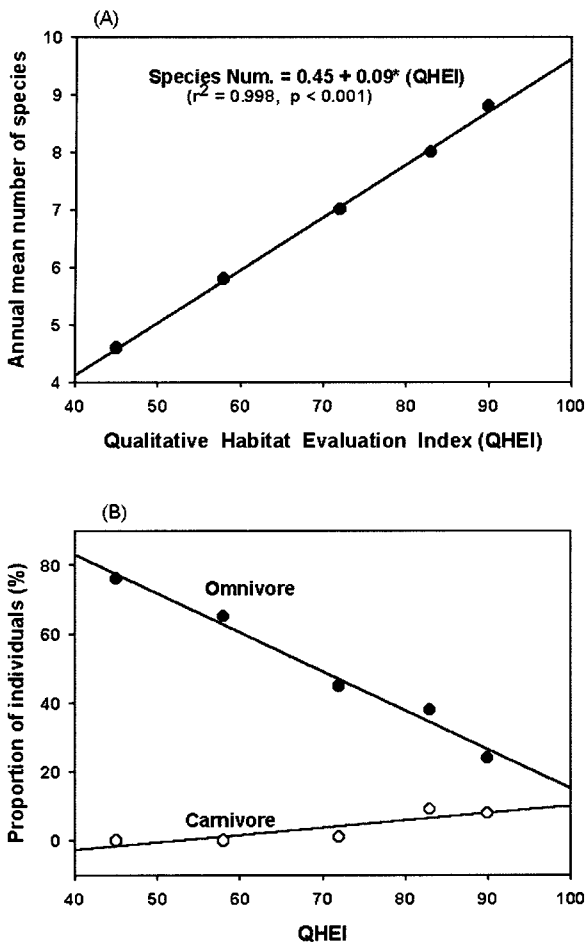


Fig. 7. Linear relationship between annual mean number of species and Quantitative Habitat Evaluation Index [QHEI; (A)] and between percent individuals as native omnivores (or carnivores) and the QHEI (B).

었다(Fig. 5). 이에 반해서 장마기간 및 장마 후 기간동안 하류에서는 IBI 증가를 보여주었다. 그러나 전 조사 지점에서 평균한 IBI 값에 기반을 둔 월별 차이는 유의성을 보이지 않았다($t > -0.97$, $p > 0.1$).

5. QHEI, IBI 및 Trophic composition의 상호관계

회기분석결과, IBI 값은 QHEI 값에 따라 직선적으로 증가하였으며(Fig. 6), QHEI 값은 어종 풍부도와 1차 함수관계($r^2=0.998$, $p < 0.001$)를 보였다(Fig. 7A). 또한, 물리적 서식지가 장마효과에 의해 교란되기 전, QHEI는 육식성 어종의 상대빈도와 정상관 관계($r^2=0.87$, $p < 0.001$)를 보인 반면, 잡식성 어종과는 역상관 관계($r^2=0.87$, $p < 0.05$)를 보였다(Fig. 7B). 또한, IBI 값의 감소에 따라 도입종의 개체수 빈도(Fig. 8A) 및 비정상 어류의 풍부도는 증가하는 경향을 보였다(Fig. 8B). 이런 결과

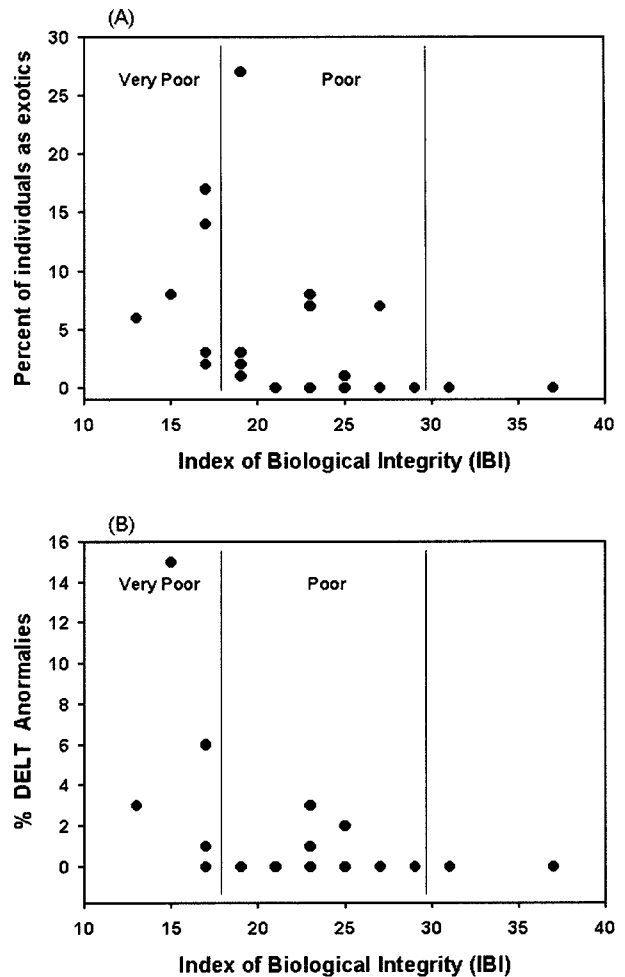


Fig. 8. Relationships between percent individuals as exotics and the “Index of Biological Integrity” (A) and between percent individuals as DELT (Deformities, Eroded fins, Lesions, Tumors) anomalies and the IBI values (B).

는 서식지의 질적 하락은 어종 풍부도 감소 및 영양단계 구조에 질적 저하를 가져오는 것을 의미한다.

고 찰

본 연구조사에서 어류를 이용한 하천평가 결과, 금호강의 연 평균 IBI 값은 23($n=25$, 범위=13~37, std error =1.16)으로서 Karr (1981) 및 Karr 등(1986)이 제시한 기준에 의하면, “Poor” 혹은 “Very Poor” 상태를 나타냈다. 영양단계 구조의 측면에서 9% 이하의 낮은 육식성 어류의 점유율 및 30% 이상의 잡식성 어류의 우점성은 수 환경내 에너지 흐름에 있어서 구조적인 왜곡성(skewness)을 보여주는 좋은 예로서 생각된다. 또한, 1978~1982년 사이의 금호강 조사자료(홍영표 미발표

자료) 및 1990~1993년의 어류상 조사자료(양과 채, 1994)를 참고할 때, 본 조사지역에서 채집이 되었던 환경변화에 민감한 종인 버들치(*Moroco oxycephalus*), 자가사리(*Liobagrus mediadiposalis*) 및 쉬리(*Coreoleuciscus splendidus*) 등은 전혀 채집되지 않았으며, 꺾지(*Coreoperca herzi*) 및 갈겨니(*Zacco temmincki*) 개체군은 상대풍부도가 3% 이하로 낮게 나타났다. 반대로 전 조사지점에서 환경변화에 내성을 보이는 종의 상대 풍부도는 73% (n=25, 범위=23~96%)로서 높은 점유율을 보였다. 또한 전체조사에서 도입종 및 비정상어류의 상대출현 빈도는 각각 48%와 28%로서 높은 비율을 보였으며, IBI 값의 감소에 따른 증가를 보였다. 이러한 결과는 본 조사 수역에서 총체적 IBI 값이 낮게 나타난 이유를 잘 설명해준다고 판단된다.

계절별 Bonferoni paired t-test 결과에 따르면, 모든 조사지점을 평균한 IBI 값은 장마전과 장마기간(혹은 장마후) 사이에 유의성이 없는 것으로 조사가 되었다(t=-0.187, 2.138, p>0.10). 그러나, St. 1, 2와 3만을 볼 때, 장마 전 및 장마 후의 IBI 값은 장마 전에 비해 15% 이상의 뚜렷한 감소를 보였다. 상류에서 여름장마기간 및 그 후의 IBI 값의 변동은 물리적인 수 환경 변화 때문이라고 생각된다. Conservative ions 변화 척도로서 측정된 전기전도도는 금호강 하천수는 빗물에 의해 30% 이상 희석된 것으로 나타났다. 또한 현장에서 장마 중 3배 이상의 수심 증가, 유속 및 탁도 증가로 인하여 상류지역에서 IBI 값의 하강을 가져왔다. IBI 값의 산정시 하천군집내 계절적 변화에 의한 환경교란(natural variation)은 인위적인 환경악화(anthropogenic variation)와 구분해야 하며, 배제하는 것을 원칙으로 한다(Karr et al. 1986). 실제로 지금까지 북미에서 IBI 평가를 위한 최적 시기는 여름이며(Karr 1981; Karr et al. 1986), 봄과 가을(9~10월)은 피해야 한다고 제시하고 있다. 이에 대한 근본적인 이유는 북미의 경우 대부분 강우가 봄, 가을에 집중되어 유량 변동에 의한 서식지 및 생활환경 변화가 초래되기 때문이다. 그러나 금호강 조사 결과에서 보여주는 것처럼, 우리나라의 여름은 장마기간으로 인하여 집중 호우기간이기 때문에 조사시기로서 부적절한 것으로 생각된다.

IBI 값은 금호강 상류로부터 하류까지 거리에 따라 감소($y = -0.22x + 35.7$, $r^2 = 0.91$, $p > 0.001$)하였으며, QHEI 값과 정상관 관계($r = 0.86$, $p > 0.001$)를 보였다. 대조지역(reference site)의 경우, 하천의 차수(stream order)가 크면 클수록, 종 풍부도는 증가하는 것이 일반적인 경우이나(Karr 1981), 금호강의 경우에는 반대의 결과를 보였다. QHEI를 구성하는 서식지 변수들 중 pool/riffle

ratios(run/bend ratios)는 상류(score=10~13)로부터 하류(score=1~2)로 고도구배에 따라 빠르게 감소하였다. 이런 결과는 하류에서 여울성 저서종의 감소(0~2종), 식충성 어류의 빈도감소(<10%)와 함께 내성이 강한 어류의 상대적인 빈도의 뚜렷한 증가(88%)를 가져왔다. 또한 하류지역(St. 4~5)에서 도입어종의 빈도증가(>9%) 및 비정상어류의 상대풍부도 증가(~3%)는 악화된 서식지질(QHEI<50)과도 일치한다. 본 조사에서 비정상적인 어류의 개체수 빈도는 IBI 값과 역상관 관계를 보였으며, 서식지 질의 하강에 따라 상대빈도는 증가했다. 조사기간 중 비정상 상태(DELT)를 보인 주요어종은 *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*로서 출현을 동반한 조식상해 및 지느러미의 변형을 보였다. 최근 Sanders et al. (1999)이 Ohio주의 7개 하천을 대상으로 분석한 결과에 따르면, 가장 높은 DELT를 갖는 분류군은 *Ameiurus melas* (40%), *Cyprinus carpio* (29%) 및 *Carassius auratus* (24%)였으며, 상류역으로부터 하류까지의 거리에 따라 비정상어의 상대풍부도는 증가하였다. 높은 DELT를 보이는 어종 및 서식지의 질적 하강에 따른 상대빈도의 증가는 본 연구 결과와 유사하였다. 본 조사 결과는 Plafkin et al. (1989)이 제시한 바와 같이 서식지의 질과 IBI 값 사이에 정상관관계를 보였으며, 서식지의 질적 저하는 어종 풍부도 감소 및 영양구조(trophic structure)에 직접적으로 영향을 미친다는 가설을 뒷받침한다고 할 수 있다.

본 금호강 조사에 어류를 이용한 IBI체제 적용은 국내 최초의 시도라는 점에서 큰 의미를 갖는다. 급격히 악화되고 있는 한국의 수 환경 상황에서 현재 하천상태의 진단 및 미래에 대한 예측이 가능하다는 점에서 수 중 생태계 평가의 척도로서 널리 이용될 것으로 사료된다. 실제, 미국의 경우 이미 35개 이상의 주 정부(Karr & Dionne 1991)에서 IBI가 채택되었고, 유럽(Oberdorff & Hughes 1992; Oberdorff & Porcher 1994), 아프리카(Hocutte et al. 1994; Huguency 1996), 아시아(Ganasan & Hughes 1998), 남미(Gutierrez 1994) 및 호주(Harris 1995) 등 전 세계적으로 지역적 특성에 맞는 IBI 개발이 활발히 진행되고 있다. 본 연구에서는 11개 조사항목을 적용하였으며, 그 중 4개 조사항목은(riffle benthic species, water column species, native carnivore 및 native insectivore) 변경하여 적용하였다. 또한 어류 채집은 wading method (U.S. EPA 1993)에 의거하였으나, 채집 도구(sampling gear)로서 밧배리(혹은 발전기) 대신 투망을 이용하였다. 이와 같은 결과는 성어인 소형어류가 채집에서 배제될 가능성을 보였다. 예를 들면, 금호강 수계의 이전 조사자료(홍영표 미발표자료; 양과 채 1994)

에 따르면, 소형종(성체의 체장 분포가 40 mm 이하)인 밀어(*Rhinogobius brunneus*)와 송사리(*Oryzias latipes*)는 전체 조사지점에 대한 출현빈도는 70% 이상으로 조사가 되었으나, 본 조사기간 동안에는 전혀 채집되지 않았다. 이런 이유로 해서 개체군 및 종 풍부도 산정 시 미약하나마 IBI 값에 과소평가를 초래했을 것으로 사료된다. 또한 (9)번 조사항목에서 대조지역(reference site)에 근거한 점수분류(category score)는 “5”(n>225개체), “3”(110<n<224) 및 “1”(n<109)로 대별되었으나, 조사지점 중 93% 이상은 점수 “1”로 판명되어 전체 IBI 산정 시 과소 평가된 것으로 사료된다. 이런 문제점을 보완하기 위해, 최대 종 풍부도 선(maximum species richness line) 산정시, 과거 자료는 조사 수계내 대조지역(reference site)로 추정되는 지점들로부터 얻은 실측 자료를 이용하여 보정하는 것이 필요하다고 생각된다.

사 사

본 연구는 1999년도 환경부과제인 “생태위해성 예보 체제 개발” 연구비에 의하여 수행된 연구의 일부임.

참 고 문 헌

- 교육부(1997) 한국동식물도감. 제 37권 동물편(담수어류). pp. 629.
- 김범철, 김동섭, 권오길(1989) 팔당호의 부영양화 실태. 한국수질보전학회지 5: 39-46.
- 김익수, 강종언(1993) 원색 한국 어류도감. 아카데미서적.
- 김익수(1995) 한국의 위기담수어류의 서식상황과 보존. 한국생태학회 심포지움.
- 송호복, 권오길(1993) 홍천강에 서식하는 쉼리, *Coreoleuciscus splendidus Mori* (Cyprinidae)의 생태. 한국육수학회 29: 97-101.
- 양홍준, 채병수(1994) 대도시주변 하천수계의 수질환경과 육수생물학적연구. 금호강 수계의 어류상과 어류군집구조(II). 한국육수학회지 27: 177-188.
- 이선영, 박갑성(1991) 대구지역식수의 휘발성 유기화합물질(VOCs) 오염. 한국수질보전학회지 7: 145-151.
- 정문기(1977) 한국어도보. 일지사, 서울. pp. 727.
- 정영희, 김삼권, 신선경, 이재인, 이원석, 이준배(1997) 유기오염물질 배출원 추적에 관한 연구. 한국수질보전학회지 13: 373-383.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목(1990) 원색 한국 담수어 도감. pp. 277. 향문사, 서울.
- 최기철(1989) 한국의 민물고기. 서문당, 서울. pp. 51.
- 최기철(1994) 우리민물고기 백가지. 현암사, pp. 532.
- Bartholow JM (1989) Stream temperature investigations: field and analytical methods. Instream flow information paper 13. Biological Report 89 (17). Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C., U.S.A.
- Ganasan V & RM Hughes (1998) Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), *Freshwater Biology* 40(2), India.
- Gutierrez MAR (1994) Utilizacion de la Ictiofauna como Indicadora de la Integridad Biotica de los Rios Guache y Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela, pp. 1-40. M. Sc. thesis, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales “Ezequiel Zamora”, Guanare, Venezuela.
- Hamilton K & EP Bergersen (1984) Methods to estimate aquatic habitat variables. Environmental evaluation project N. DPTS-35-9. pp. 1-30. Bureau of Reclamation, denver Federal Center, Denver, CO. U.S.A.
- Harris JH (1995) The use of fish in ecological assessments, *Australian Journal of Ecology* 20: 65-80.
- Hocutt CH, PN Johnson, C Hay & BJ VanZyl (1994) Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia, *Reviews Hydrobiologie Tropical* 27: 361-384.
- Hugueny B, S Camara, B Samoura & M Magassouba (1996) Applying an index of biotic integrity based on communities in a west african river, *Hydrobiologia* 331: 71-78.
- Judy RD, Jr. PN Seeley, TM Murray, SC Svirsky, MR Whitworth & LS Ischinger (1984) National Fisheries Survey. Vol. 1. Technical Report: initial findings. United States Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-84/06.
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr JR & M Dionne (1991) Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria; Research and Regulation-Proceedings of a symposium. pp. 62-72. U.S. EPA, Office of Waters, Washington, D.C., EPA-440/5-91-005, U.S.A.
- Karr JR, KD Fausch, PL Angermeier, PR Yant & IJ Schlosser (1986) Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. pp. 28. In Illinois national History Survey, Special Publication 5, Champaign, IL.
- Kim BC, JH Park, KS Choi, GS Hwang (1997) Eutrophication of large freshwater ecosystems in Korea. pp. 63-68. In International symposium on eutrophication and water resources management and the 30th Annual meeting of the KSL. The Korean Society of Limnology.
- Koizumi N and Y Matsumiya (1997) Assessment of stream

- fish habitat based on Index of Biotic Integrity. *Bull. Jap. Soc. Oceanogr.* **61**: 144-156.
- Lafferty B (1987) A procedure for evaluating buffer strips for stream temperature protection under the Forest Practices Act. pp. 70-77. *In*: Managing Oregon's riparian zone for timber, fish, and wildlife. Technical Bulletin No. 514. National Council for Air and Stream Improvement, New York, N.Y., U.S.A.
- Lofti JC, RC Ward & GM Smillie (1983) Statistical models for water quality regulation. *Journal of the Water Pollution Control Federation* **55**: 1098-1104.
- Oberdorff T & RM Hughes (1992) Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France, *Hydrobiologia* **228**: 117-130.
- Oberdorff T & JP Porcher (1994) An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture* **119**: 219-235.
- Ohio EPA (1987) Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. II, Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus. OH.
- Ohio EPA (1989) Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. III, Standardized biological field sampling and laboratory method for assessing fish and macroinvertebrate communities. Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus. OH.
- Plafkin JL, MT Barbour, KD Porter, SK Gross & RM Hughes (1989) Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, EPA/444/4-89-001, Office of Water Regulations and Standards, U.S. EPA, Washington, DC, U.S.A.
- Rabeni CF, RJ Sarver, N Wang, GS Wallace, M Weiland & JT Perterson (1997) Biological criteria for streams of Missouri. pp. 1-270.
- Sanders RE, RJ Miltner, CO Yoder & ET Rankin (1999) The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: A case study of seven Ohio streams. *In* Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities (TP Simon ed). CRC Press LLC.
- U.S. EPA (1983) Technical support manual: waterbody surveys and assessment for conducting use attainability analyses. Office of Water Regulations and Standards, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA (1985) Technical support document for water quality-based toxic control. Office of Water Enforcement and Permits, Office of Regulations and Standards, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA (1988) WQS draft framework for the water quality program. Draft 11-8-88. Office of Water, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA (1991) Technical support document for water quality-based toxic control. EPA 505-2-90-001. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA (1993) Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600-R-92-111. Environmental Monitoring systems Laboratory-cincinnati office of Modeling, Monitoring systems, and quality assurance Office of Research Development, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268.
- Van Putten M (1989) Issues in applying water quality criteria. pp. 175-177. *In* Water quality standards for the 21st century (GH Flock ed). Office of Water, U.S. EPA, Washington, D.C., USA.
- Wilkinson L (1997) SYSTAT : new statistics, version 7.0, Chicago, SPSS Inc.
- Yoder CO & MA Smith (1999) Using fish assemblages in a state biological assessment and criteria program: Essential concepts and considerations. pp. 17-56. *In* Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities (TP Simon ed). CRC Press LLC.

Assessment of an Index of Biological Integrity (IBI) using Fish Assemblages in Keum-Ho River, Korea

Dong-Hyuk Yeom, Kwang-Guk An, Young-Pyo Hong¹ and Sung Kyu Lee

(Environmental Toxicology Research Team, Korea Research Institute of Chemical Technology, Taejon 305-606, Korea, ¹Department of Natural History, National Science Museum, Taejon 305-338)

Abstract - We evaluated the aquatic ecosystem of Keum-Ho River through applications of the Index of Biological Integrity (IBI) using fish assemblages and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) during June-November 1999. Overall IBI values ranged from 13 to 37 with mean of 23 (n=25, Std. error=1.16), indicating a "Poor" or "Very Poor" condition according to the criteria of Karr (1981) and U.S. EPA (1993). The values of mean IBI declined at the rate of 0.22 km^{-1} ($r^2=0.91$, $p<0.05$) along the longitudinal distance from the headwaters to the down-river. Reduced IBI values at down-river (St. 4 and 5) were attributed to the decreases in riffle benthic species and the relative abundance of insectivore and increases in tolerant species, anomalies and exotic species. Spatial pattern in IBI agreed with QHEI values, which showed a linear relation ($r^2=0.998$, $p<0.001$) with mean number of species. Field measurements of conductivity and pH, indicators for variation of conservative ions, showed that the river water was diluted up to 30% by summer precipitation and surface run-off from the watershed, resulting in physical and chemical instability during the monsoon. For these reasons, average IBI values during monsoon and postmonsoon decreased more than 20% compared to pre-monsoon. Before the perturbation of the system (i.e., pre-monsoon), values of QHEI were inversely correlated ($r=-0.99$, $p<0.0001$) with relative abundance of native omnivore and were positively correlated ($r=0.87$, $p=0.05$) with relative abundance of native carnivore. These results indicate that spatial degradation of habitat quality modified the species richness and trophic structure, producing decreased IBI values. [Biological integrity, IBI, Monsoon, Habitat, River, Korea]